第 37 卷第 6 期 生 态 学 报 Vol.37,No.6
2017 年 3 月 ACTA ECOLOGICA SINICA Mar.,2017

DOI: 10.5846/stxb201510262163
赵爽,宋博,丁圣彦,侯笑云,刘晓博,汤茜,王润.黄河下游农业景观中景观结构和生境特征对林表生蜘蛛多样性的影响.生态学报,2017,37(6):1816-1825.
Zhao S, Song B, Ding S Y, Hou X Y, Liu X B, Tang Q, Wang R.Effects of landscape structure and habitat characteristics on spider diversity in the agro-landscape along the lower reaches of the Yellow River.Acta Ecologica Sinica,2017,37(6):1816-1825.

黄河下游农业景观中景观结构和生境特征对林表生蜘蛛多样性的影响

赵　爽[1,2],宋　博[1,2],丁圣彦[1,2,*],侯笑云[1,2],刘晓博[1,2],汤　茜[1,2],王　润[1,2]

1 教育部黄河中下游数字地理技术重点实验室, 开封　475004
2 河南大学环境与规划学院, 开封　475004

摘要:以捕食者来进行“自上而下”的生物防治是有效而经济的。蜘蛛作为农业景观中重要的捕食者,在不同的尺度上研究景观和环境要素对其多样性的影响是十分必要的。目前,有关黄河下游农业景观研究中,关于蜘蛛多样性的研究报道较少。针对黄河下游农业景观中林地生境的蜘蛛多样性展开研究,于 2014 年 4 月和 7 月采用陷阱法调查林地生境中蜘蛛种群的分布及其多样性,分析了对蜘蛛多样性影响最强烈的环境因子,以及不同蜘蛛种群对草本植被盖度的不同选择。结果发现:研究区林地生境内蜘蛛的优势种群为星豹蛛(*Pardosa astrigena*)、单带希托蛛(*Hitobia unifascigera*)、类水狼蛛(*Pirata piratoides*)和陕西近狂蛛(*Drassyllus shaanxiensis*)。不同尺度上的景观要素和环境要素(解释变量)对蜘蛛多样性的影响存在差异,且在不同的季节均为 100 m 尺度上的解释变量对蜘蛛多样性的影响最大。在 100 m 尺度上,不同的解释变量对蜘蛛多样性的影响也不同,春季林地中的植被盖度对其影响最大,路距和林地面积也有较为明显的影响,夏季林地中的植被高度和植被盖度对其影响最大,其余解释变量的影响则极小。不同的蜘蛛种群对草本植被盖度大小的偏好不同,多数蜘蛛偏好高的植被盖度,如星豹蛛和白纹舞蛛(*Alopecosa albostriata*)等,也有部分蜘蛛种群偏好中、低植被盖度,如赫氏花蟹蛛(*Xysticus hedini Schenkel*)、白斑猎蛛(*Evarcha albaria*)和皮雄红螯蛛(*Araneae*)。研究表明,黄河下游农业景观林地生境中,不同的景观要素和环境要素在不同尺度和不同季节上对蜘蛛多样性的影响具有显著的差异,草本植被对蜘蛛多样性的影响极为显著。因此在研究区内合理规划林地的建设,加强草本植被的保护,提高林地捕食者的数量,有助于生物防治工作的发展和生物多样性保护工作的进行。

关键词:农业景观;林地生境;草本植被;蜘蛛种群;生物多样性;赤池信息量准则;黄河下游

Effects of landscape structure and habitat characteristics on spider diversity in the agro-landscape along the lower reaches of the Yellow River

ZHAO Shuang[1,2], SONG Bo[1,2], DING Shengyan[1,2,*], HOU Xiaoyun[1,2], LIU Xiaobo[1,2], TANG Qian[1,2], WANG Run[1,2]

1 *Key Laboratory of Geospatial Technology For the Middle and Lower Yellow River Regions*, *Ministry of Education*, *Kaifeng* 475004, *China*
2 *College of Environment and Planning*, *Henan University*, *Kaifeng* 475004, *China*

Abstract: Top-down control from predators on herbivores provides an effective and economic means of control in the agricultural landscape. Research into which factor, in areas at different scales, has the strongest effect on spider diversity is beneficial to facilitate increasing the diversity of spiders. In most regions, spider diversity shows a declining trend, the reasons behind which are not fully explained by available data. As a result, many researchers have focused on the protection

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41371195, 41071118)
收稿日期:2015-10-26;　　**网络出版日期**:2016-08-02

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: syding@henu.edu.cn

of the biodiversity, however, in our study area, the agro-landscape along the lower reaches of the Yellow River, the current level of protection is inadequate. We therefore set samples in the woodland habitat in our study area and, by comparing the effect of different factors (landscape and environment variables) on the spider diversity in different scales (100, 200, 350, 500 m), we tried to identify which factor in which scale had the most important effect on the spider diversity in the study area. Spider abundance was selected because of its strong correlation ($P<0.05$) with the number of species and then data (i.e. the number of specimens that caught) were ln transformed. In order to compare and rank the factors, we selected the lowest Akaike Information Criteria values using the step AIC function within the MASS package in the R program. Owing to the small sample sizes, we used AICc instead of AIC, and to measure the influence of each variable in every model, we also calculation the Akaike Weights (W_i). To characterize the species of spider in relation to the three groups of herb coverage, an indicator species analysis was undertaken using the IndVal function in the Labdsv package in R. The results showed that the dominant spider species in the study area were *Pardosa astrigena*, *Hitobia unifascigera*, *Pirata piratoides* and *Drassyllus shaanxiensis*. A different effect existed between factors and spider diversity in different scales, but the best scale to study factor effect on spider diversity was 100 m. In spring, the most important factor influencing spider diversity was herb coverage, followed by crop area, woodland area and distance from road. In summer, only herb coverage and herb height had an obvious influence. Through IndVal value analysis, we found that different species of spider had different tendencies to herb coverage, but the most of the spider species preferred high herb overage, especially the spiders in Lycosidae family. However, a few spider species, such as *Xysticus hedini Schenkel*, *Evarcha albaria*, *Achaearanea asiatica* and *Araneae*, were more frequently appear in woodland with Medium or Low herb coverage. According to the indicator species analysis, some spider species also had a relatively high indicator value (>0.2), which was associated with High herb coverage. Examples of such species are *Pardosa astrigena*, *Hitobia unifascigera*. This study demonstrates that herb is the most important of the factors tested with respect to spider diversity. Therefore, increasing herb cover in the agricultural landscape would contribute to an increase in the number of predatory arthropod and improve the abundance of predatory arthropod conducive to the protection of biodiversity in the agricultural landscape and the controlling of biological pests in the terrestrial ecosystem.

Key Words: agricultural landscape; woodland habitat; herb; spider species; biodiversity; AIC; lower reaches of the Yellow River

农业景观是半自然生境(如农田边界、林地、沟渠、树篱等)和集约化农用地组成的景观镶嵌体[1]。生物多样性能够制约生态系统服务的发挥[2-4]。农业景观中非农生境的存在,为农业景观中绝大部分的生物提供了生存所需的资源(如食物)与环境(如繁育场所和迁移廊道等)[5-6],在维持农业景观生物多样性方面发挥着重要作用[7],是一个研究生物多样性影响因素比较理想的区域[8-9]。

景观异质性是景观结构空间分布的非均匀性和非随机性,包括空间异质性、时间异质性和功能异质性,而组成异质性和构型异质性是空间异质性的重要组成部分[10]。景观异质性对生物多样性的影响引起了国内外学者广泛关注,研究尺度从生境间、田块间一直扩展到区域,甚至跨国界的不同尺度上的比较研究[11]。节肢动物是陆地生态系统重要的组成部分,国内外学者对不同生态系统的节肢动物进行了大量的研究,相关研究多集中在农田[12-21]、草地[22-24]、森林[25-29]等不同生态系统类型的地表节肢动物,发现景观异质性对地表节肢动物的影响存在尺度效应,而且不同景观类型对地表节肢动物群落的影响也不同[30-33]。在农业景观中的研究发现由于半自然生境的存在而形成的异质性农业景观,对于节肢动物多样性的保护具有重要意义[34]。虽然半自然生境的改善成为农业生态系统中生物多样性保护的途径,但大部分地区的生物多样性呈现下降趋势[35-37],且还没有充分的数据解释下降原因[38-39],因此生物多样性的保护越来越受到重视[40]。

黄河下游地区是我国最重要的粮食主产区之一,对于保障国家粮食安全具有重要的战略地位。封丘县地处黄河下游黄淮海平原典型地区,以农业景观为主,农业景观异质性与生物多样性的关系研究,对于区域生态

系统服务的发挥和生态系统稳定至关重要。近些年来,区内景观异质性、生物多样性和生态系统服务等研究逐渐受到重视[41-42]。蜘蛛作为地表节肢动物中的捕食性天敌,对于当地的害虫控制具有显著的作用[43-45],但是关于非农生境与蜘蛛种群的多尺度关系的研究还很少。鉴于此,以黄河下游农业景观为研究区,在林地生境中设置样地,通过调查蜘蛛种群的多样性和不同尺度上解释变量对多样性的影响程度,(1)分析林地生境中蜘蛛种群的组成与分布;(2)辨识影响蜘蛛多样性的最优空间尺度;(3)探讨最优尺度上不同的解释变量对蜘蛛多样性的影响;(4)研究林地生境中不同的蜘蛛种群对草本植被盖度大小的响应,旨在通过研究不同尺度上解释变量对蜘蛛种群的影响,确定对该区域内蜘蛛多样性影响最大的解释变量,为该区域农业景观生物多样性的保护、管理及其合理利用提供依据。

1 研究区概况

研究区位于河南省新乡市封丘县(34°53′—35°14′ N,114°14′—114°46′ E,海拔 65—72.5 m),是黄河下游典型的农业区,全国的商品粮基地县之一。该区域属于暖温带大陆性季风气候,年平均气温在 13.5—14.5 ℃,年平均降水量 615.1 mm。土壤类型以潮土为主。地貌为黄河冲积平原,形态复杂,沙岗、平原、洼地兼有。近年来,随着人为干扰强度的增加,景观类型发生了较大的变化,地带性植被落叶阔叶林几无存在,取而代之的是大面积分布的农田(包括旱田、水田和设施农业等),面积约占全县总面积的 66.4%。林地多呈斑块状散布在农田和居民点周边,以人工种植的杨树(*Populus spp.*)林为主,间有极少量的混交林和次生林。植物物种主要隶属于菊科(Compositae)、禾本科(Gramineae)、豆科(Leguminosae)、十字花科(Cruciferae)、唇形科(Labiatae)和茄科(Solanaceae)等 51 科,157 属[42]。

2 研究方法

2.1 样地设置与取样

在研究区选取了一个典型样带,在该样带共选取 30 块林地为调查样地(图 1)。每个样地中选取 5 个典型样方,每个样方之间间隔至少 10 m。采用陷阱捕获法调查表生蜘蛛种群。陷阱采用 PP 塑料杯(口径 7.8 cm,底径 6 cm,深 17.5 cm,容积 500 mL),将其埋入地表中,杯口与地表齐平,其中放置 150—200 mL20%浓度乙二醇和 1 滴洗涤剂。取样时间为 2014 年 4 月和 7 月,在野外布设 6 d 后收回,立即将各陷阱中捕获到的蜘蛛按对应样点编号放入含 75%酒精的 10 mL 带盖离心管中保存,并尽快在实验室进行鉴定分类和计数。在对蜘蛛取样的同时,采集土壤分析样品。在每个样地内,按照蛇形采样法随机布设 10 个左右的采样点,每个样点采集 100 g 左右的表层土壤样品(厚 20 cm),然后将其充分混合,按“四分法”舍弃多余土样,保留 1 kg 左右的分析样品。取回的土壤样品先带回实验室进行风干,挑出植物残体和砖瓦块,用研钵磨碎,全部通过孔径 1 mm 的土壤筛后备用。同时采用法瑞学派的典型样地法(1 m×1 m)在每个样地对林下草本群落进行调查。

2.2 数据处理

用蜘蛛种群的丰富度和多度来代表多样性,其中以样地内出现的种群数目来表示蜘蛛的丰富度,以样地内出现的种群个体数量来表示蜘蛛的多度。一般情况下多度与丰富度之间显著相关[46],且在本研究中地表节肢动物多度与丰富度呈显著正相关(用 Shapiro-Wilk 对数据进行检验,数据不符合正态分布则用 Spearman 相关排列进行分析,相关系数 = 0.834, $P < 0.01$),故采用蜘蛛种群的多度代表蜘蛛种群的多样性作为数据分析的响应变量。根据蜘蛛种群的生活习性,以每片林地采样点为中心,分别设置 100、200、350、500 m 4 个不同半径的缓冲区,用 ArcGIS 10.0 从中提取出所需的景观变量(林地面积、农田面积和路距),加之采样点的土壤分析数据和草本植被调查数据作为数据分析的解释变量(表 1)。

首先对所有的解释变量进行 ln 标准化,然后使用 MASS 包中的赤池信息量准则(AIC),确定最优研究尺度,以及最优尺度上不同变量对蜘蛛种群多度影响强度(采用权重 Wi)的顺序,由于样本量较少,故使用修正后的 AIC,即 AICc 来比较和排列。为了比较不同蜘蛛种群对不同草本植被盖度的偏好,在本研究中根据不同

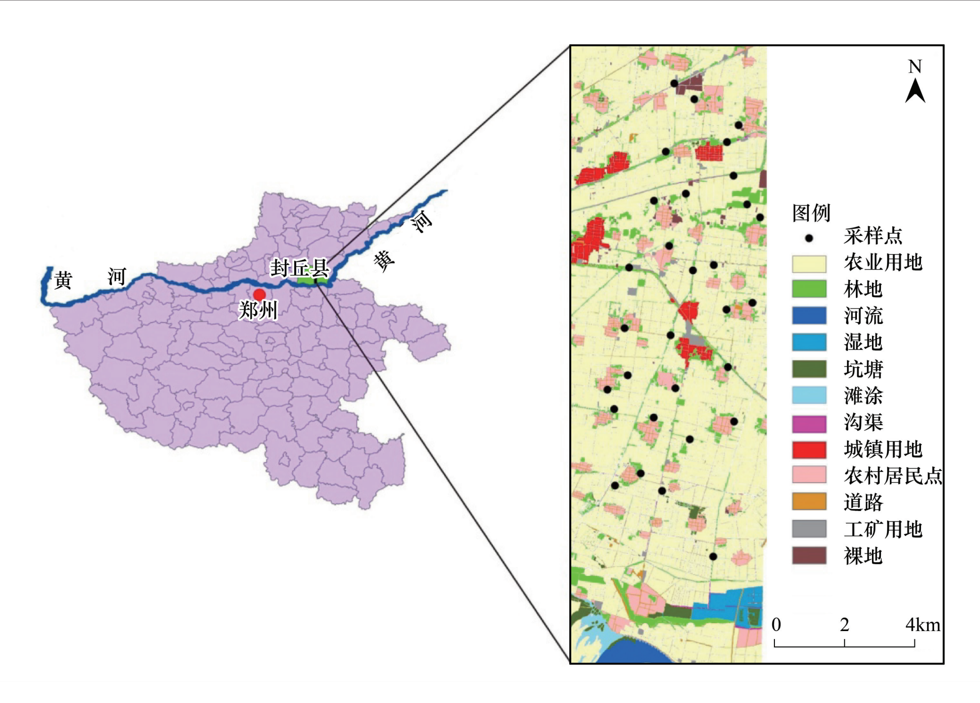


图 1　研究区采样点示意图

Fig.1　Distribution map of farmland sampling sites in the study area

采样点的草本植被盖度的大小,把 30 个样点均分为 3 个等级:高植被盖度(植被盖度大于 23%)、中植被盖度(小于 23%大于 12%)和低植被盖度(小于 12%),即每个等级均包括 10 个样点。之后使用 Labdsv 包中的指示值法(Indicator Values, IndVal)确定每种蜘蛛在不同程度的植被盖度内的分布情况。以上操作均是在 R[47] 统计软件中进行的。

表 1　不同尺度下的解释变量值

Table 1　Explanatory environmental variable with different spatial scales

变量 Variables	空间尺度 Spatial scale	最小值—最大值 Range (min—max)	均值±标准差 Mean ± SD
林地面积 /m^2	景观尺度		
Woodland area	100m	236—6430	3247±1501
	200m	3644—17797	8222±3791
	350m	7422—55876	17688±9399
	500m	7688—84004	30407±16855
农田面积/m^2	景观尺度		
Crop area	100m	637—7158	3458±1596
	200m	8775—26521	17481±4549
	350m	34160—76982	58124±10953
	500m	75656—162117	122755±20736
路距 Distance from road/m	局地尺度	18—1269	434±397
氮 N/(mg/L)	局地尺度	2.6—8.4	4.6±1.2
磷 P/(mg/L)	局地尺度	13.8—21.4	18.1±2.3
钾 K/(mg/L)	局地尺度	7—114	29.3±26.2
有机质 Organic/(g/kg)	局地尺度	2—7.5	3.8±1.3
草本植被高度 Herb height/cm	局地尺度	9—52	15.4±9.7
草本植被盖度 Herb coverage/%	局地尺度	5—82	20.4±16.1

3　结果

3.1　林地蜘蛛多度分布

2014 年 4 月和 7 月对河南省新乡市封丘县典型农区林地生境内的蜘蛛为研究对象进行取样调查,共捕获 21 种蜘蛛共 565 头,其中优势种群(多度大于总捕获数 10%的种群)共 4 种,分别为星豹蛛(*Pardosa astrigena*)(168 头,占捕获总数的 29.73%)、单带希托蛛(*Hitobia unifascigera*)(74 头,占捕获总数的 13.10%)、类水狼蛛(*Pirata piratoides*)(68 头,占捕获总数的 12.04%)和陕西近狂蛛(*Drassyllus shaanxiensis*)(59 头,占捕获总数的 10.44%)(图 2)。

2014 年 4 月在林地生境内共捕获蜘蛛 294 头,分属 14 种。常见种为星豹蛛(79 头,占所有样地捕获总数的 26.87%),陕西近狂蛛(47 头,占所有样地捕获总数的 15.99%),单带希托蛛(45 头,占所有样地捕获总数的 15.31%),隆背微蛛(*Erigone prominens*)(30 头,占所有样地捕获总数的 10.20%),有 5 种蜘蛛的个体数均小于 10 头。7 月在林地生境内共捕获蜘蛛 271 头,分属 18 种。常见种为星豹蛛(89 头,占所有样地捕获总数的 32.84%),类水狼蛛(41 头,占所有样地捕获总数的 15.13%),单带希托蛛(29 头,占所有样地捕获总数的 10.70%),甘肃平腹蛛(*Gnaphosa kansuensis*)(28 头,占所有样地捕获总数的 10.33%),有 10 种蜘蛛的个体数均小于 10 头。

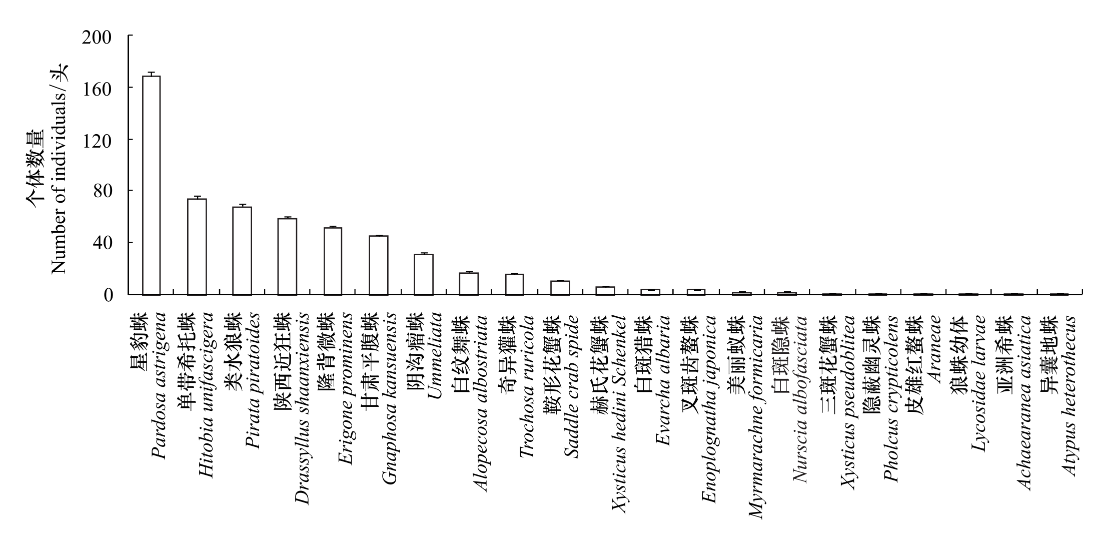


图 2　不同种蜘蛛的多度

Fig.2　Abundance of different species spider

3.2　最优尺度的选取

由于蜘蛛种群对不同尺度的解释变量响应不同,及蜘蛛种群的生活习性的不同,不同地区和不同尺度的解释变量对蜘蛛种群多度的影响也存在差异。在研究区内,使用 AICc 值的大小来判断不同尺度的解释变量对蜘蛛多度的影响大小,且 AICc 值越小,影响越大。从图 3 可知,春季 100 m 尺度的 AICc 值为240.8,小于其它 3 个尺度(242.9, 242.5, 242.1),因此 100 m 是研究春季响应变量与解释变量之间关系的最优尺度;夏季 100 m 尺度的 AICc 值为 217.8,小于其它 3 个尺度(219.5, 220.2, 219.7),因此 100 m 是研究夏季响应变量与解释变量之间关系的最优尺度。综上所述,在本研究中,最优尺度为 100 m。

3.3　不同的解释变量对蜘蛛多度的影响

在 100 m 尺度上,不同的解释变量对响应变量的影响也不尽相同。本文引入 AIC 方法中的权重(W_i)来量化解释变量的影响大小,且 W_i 越大,影响越大。从图 4 可知,在春季,对响应变量(蜘蛛多度)影响最大的是植被盖度(W_i= 0.36),影响极为显著,其次农田面积(W_i= 0.13)、路距(W_i= 0.11)和林地面积(W_i=0.10)对响应变量也有较显著的影响,而 K、有机质、P、N 和植被高度则影响不显著;在夏季,研究结果更为明显,对

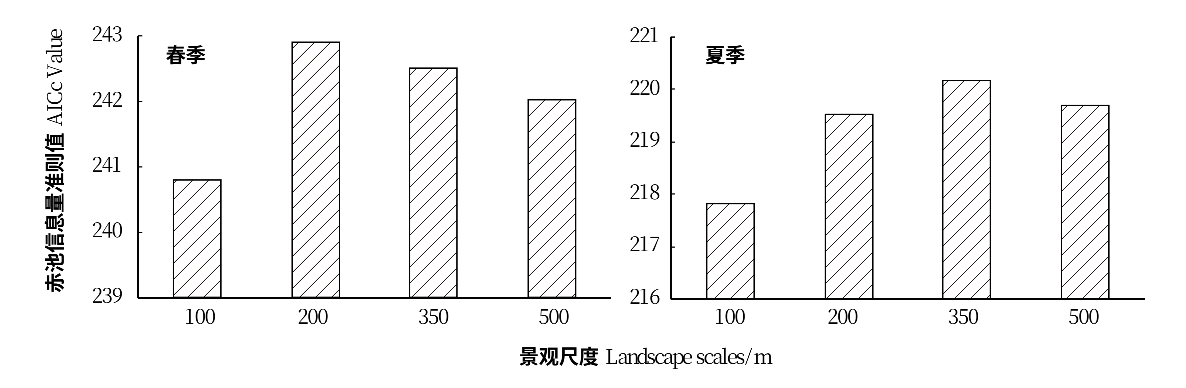


图 3　不同尺度下解释变量对蜘蛛多样性的影响

Fig.3　Effects of explanatory variable on the spider diversity in different scales

A 为春季,B 为夏季

响应变量(蜘蛛多度)影响最大的是植被高度(W_i = 0.71)和植被盖度(W_i = 0.28),影响极为显著,而其它解释变量的 W_i 值和仅为 0.01,对响应变量的影响极为微弱。综上可得,在研究区林地生境内,草本植被的高度和盖度对蜘蛛的多度存在极为显著的影响,而蜘蛛种群所在林地的面积、周围农田的面积以及土壤因素对蜘蛛的多度影响则不显著。

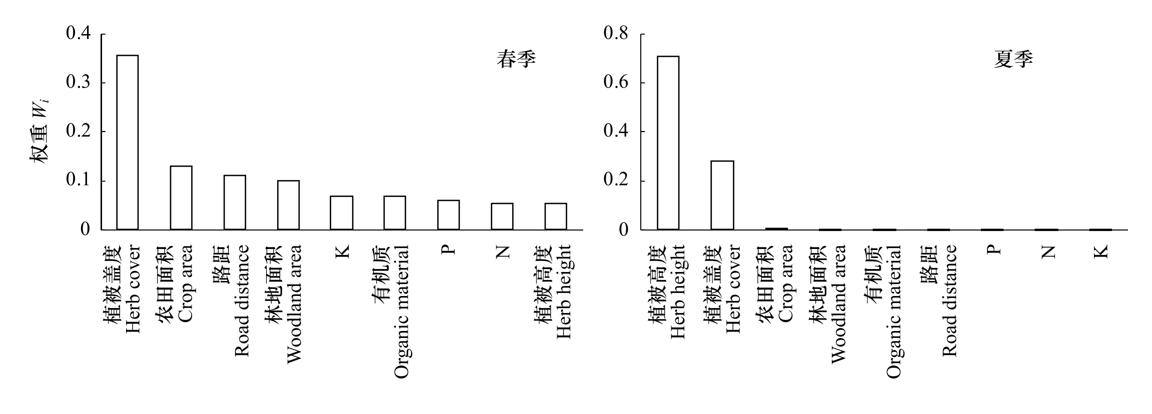


图 4　不同解释变量的权重值

Fig.4　W_i value of different explanatory variable

3.4　不同的蜘蛛种群对植被盖度大小的响应

对春季林地内蜘蛛的多度与草本植被盖度的相关分析显示,蜘蛛多度与草本植被盖度呈正相关(P<0.05)。但通过 IndVal 法分析可知,不同种的蜘蛛对植被盖度大小的偏好不同(表 2)。在所捕获到的 14 种蜘蛛中,有 7 种蜘蛛偏好高植被盖度(IndVal 值在高植被盖度中最高),尤其是狼蛛科的星豹蛛、白纹舞蛛(*Alopecosa albostriata*)、平腹蛛科的单带希托蛛和皿蛛科的阴沟瘤蛛(*Ummeliata*),且白纹舞蛛、阴沟瘤蛛和异囊地蛛(*Atypus heterothecus*)集中在高植被盖度下;有 4 种蜘蛛偏好中植被盖度,且赫氏花蟹蛛(*Xysticus hedini Schenkel*)、白斑猎蛛(*Evarcha albaria*)和亚洲希蛛(*Achaearanea asiatica*)集中在中植被盖度下;仅有皮雄红螯蛛(*Araneae*)偏好低植被盖度,且分布较为集中;陕西近狂蛛和隆背微蛛对中、低植被盖度的偏好相同,且 IndVal 值均大于高植被盖度,但陕西近狂蛛集中在中、低植被盖度下。同科蜘蛛对植被盖度的偏好也不尽相同。狼蛛科(Lycosidae)占所有捕获蜘蛛多度的 45%(其中星豹蛛和类水狼蛛是常见种群),且均偏好于高植被盖度(表 2);平腹蛛科(Gnaphosidae)占所有捕获蜘蛛多度的 37%(其中陕西近狂蛛和单带希托蛛是常见种群),甘肃平腹蛛和陕西近狂蛛偏好于中、低植被盖度,而单带希托蛛则不同;皿蛛科(Linyphiidae)占所有捕获蜘蛛多度的 16%(其中隆背微蛛是常见种群),阴沟瘤蛛偏好高植被盖度,而隆背微蛛则相反。

表 2 蜘蛛种群在不同植被盖度下的 IndVal 值

Table 2 IndVal value of spider with different herb coverage

种 Species	科 Family	高植被盖度 High herb coverage	中植被盖度 Medium herb coverage	低植被盖度 Low herb coverage
星豹蛛 *Pardosa astrigena*	狼蛛科	0.28	0.15	0.17
类水狼蛛 *Pirata piratoides*	狼蛛科	0.22	0.12	0.11
奇异獾蛛 *Trochosa ruricola*	狼蛛科	0.15	0.13	0
白纹舞蛛 *Alopecosa albostriata*	狼蛛科	0.23	0	0
甘肃平腹蛛 *Gnaphosa kansuensis*	平腹蛛科	0	0.14	0.12
陕西近狂蛛 *Drassyllus shaanxiensis*	平腹蛛科	0	0.31	0.31
单带希托蛛 *Hitobia unifascigera*	平腹蛛科	0.48	0.14	0
隆背微蛛 *Erigone prominens*	皿蛛科	0.12	0.13	0.13
阴沟瘤蛛 *Ummeliata*	皿蛛科	0.25	0	0
赫氏花蟹蛛 *Xysticus hedini Schenkel*	蟹蛛科	0	0.10	0
白斑猎蛛 *Evarcha albaria*	球腹蛛科	0	0.13	0
皮雄红螯蛛 *Araneae*	管巢蛛科	0	0	0.10
亚洲希蛛 *Achaearanea asiatica*	隐石蛛科	0	0.10	0
异囊地蛛 *Atypus heterothecus*	地蛛科	0.10	0	0

4 讨论和结论

景观要素和环境要素在不同季节对蜘蛛多样性的影响存在一定的差异。以最优尺度 100 m 的分析结果为例,春季各个要素对蜘蛛多样性影响最大的是草本植被盖度,其次为农田面积、路距和林地面积,土壤要素和植被高度对其则影响较小;夏季草本植被高度和盖度对蜘蛛多样性影响最大,其余景观和环境要素对其影响极小。对比两季差异可知:(1)植被盖度对蜘蛛多样性的影响一直较为显著,而由于研究区林地生境内部的草本植被多为一年生植被,采样日期为 4 月底 5 月初,植被高度受到限制,对蜘蛛多样性的影响也就随之降低,但随着夏季的到来,植被高度有了较快的增长,对蜘蛛多样性的影响也就随之显著;(2)在春季,农田面积、路距和林地面积对蜘蛛多样性存在一定的影响,但在夏季,这种影响变得极其微弱。这是由于春季林地内草本植被地上生物量较低,所吸引的植食者较少,而蜘蛛多为捕食者,因此林地附近的农田就成为林地蜘蛛捕食的良好场所。同样,由于林地内草本植被盖度和高度较低,较小的林地面积对生活在其中的蜘蛛种群,不能提供足够的栖息地来应对道路所带来的人为干扰,而夏季草本植被茂盛(盖度和高度均较高),对蜘蛛种群来说,既能提供足够的食物供给(植食者),也能提供合适的栖息地。因此在春季,农田面积、路距和林地面积对蜘蛛多样性产生一定的影响,而夏季影响则极其微弱。

草本植被的盖度和高度是对林地蜘蛛多样性影响最大的解释变量。研究区内的蜘蛛种群,均为捕食性(游猎型),其多样性的增加有助于"自上而下"的害虫控制,且当地的林地多数为杨树林(采样点所在的林地均为杨树林),而春季是抑制杨树林害虫爆发的关键时期,因此选择春季进一步的研究草本植被对蜘蛛多样性产生的影响,以及不同蜘蛛种群对植被盖度大小的偏好。从蜘蛛多样性与草本植被盖度的相关分析以及表 2 可知,半数的蜘蛛(其中包括春季的常见种星豹蛛和单带希托蛛)更倾向于高的植被盖度,而高的植被盖度为蜘蛛种群提供更多的食物来源(植食者),以及提供更多更适合的栖息地和捕食场所。由于部分蜘蛛种类(多数为个体数较少的蜘蛛)生活习性等的差异,分析结果显示为更倾向于中、低植被盖度。因此在进行研究区林地规划时,要进行全面、综合的考虑,营造不同类型的林地,提高蜘蛛种群的多样性,有利于当地的生物防治工作。

林地内的草本植被对蜘蛛的多样性有较强影响,合理降低人为活动干扰,增加林地内草本植被的面积,提高林地内部生境的复杂程度,有助于增加有利于蜘蛛生活的生境数量,提高蜘蛛种群的多度,对于林地中生物

多样性的保护和农业景观中的生物防治工作均有一定的益处[48]。害虫的减少有利于农业生产者农药使用量的降低,在降低生产成本的同时使农作物表面农药残留量随之降低,对农业生态系统服务特别是供给服务的良好实现有着重要的意义。在增加林地内部草本植被时,也应考虑不同的蜘蛛种类对植被盖度和高度的不同响应,合理的规划研究区林地的建设,提高林地捕食者的数量,以生物防治的方法控制林地害虫的爆发。在进行研究区林地内部规划,调整草本植被的同时,也应关注附近的农田和道路,其在特定时期(本研究中的春季)也会对林地内部的蜘蛛种群产生较为显著的影响。对于本文的研究区域——黄河下游地区,增加林地地表的草本植被是生物多样性保护的必由之路,尤其是在春季中,蜘蛛种群多样性的增加,有利于林地和周围的农田生境以生物防治的方法减少其中植食者的数量,提高经济作物的产量,对当地生物多样性保护工作的进行与发展和当地生产者经济利益的提高是很有帮助的。建议进一步可以研究其它捕食者类群(如鞘翅目中的部分捕食者种群)对环境要素和景观要素的不同响应,为生物多样性的保护和生物防治工作以及生态系统的服务提供更好的理论依据。

参考文献(References):

[1] Bennett A F, Radford J Q, Haslem A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. Biological Conservation, 2006, 133(2): 250-264.

[2] Hooper D U, Chapin III F S, Ewel J J, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton J H, Lodge D M, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad A J, Vandermeer J, Wardle D A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 2005, 75(1): 3-35.

[3] Mace G M, Norris K, Fitter A H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. Trends in Ecology & Evolution, 2012, 27(1): 19-26.

[4] Midgley G F. Biodiversity and Ecosystem function. Science, 2012, 335(6065): 174-175.

[5] Altieri M A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1999, 74(1/3): 19-31.

[6] Marshall E J P, Brown V K, Boatman N D, Lutman P J W, Squire G R, Ward L K. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research, 2003, 43(2):77-89.

[7] Tscharntke T, Klein A M, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. Ecology Letters, 2005, 8(8): 857-874.

[8] Kleijn D, Kohler F, Báldi A, Batáry P, Concepción E D, Clough Y, Diaz M, Gabriel D, Holzschuh A, Knop E, Kovács A, Marshall E J P, Tscharntke T, Verhulst J. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2009, 276(1658): 903-909.

[9] Kleijn D, Rundlöf M, Scheper J, Smith H G, Tscharntke T. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends in Ecology & Evolution, 2011, 26(9): 474-581.

[10] Ekroos J, Kuussaari M, Tiainen J, Heliölä J, Seimola T, Helenius J. Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. Ecological Indicators, 2013, 34: 528-535.

[11] Billeter R, Liira J, Bailey D, Bugter R, Arens P, Augenstein I, Aviron S, Baudry J, Bukacek R, Burel F, Cerny M, De Blust G, De Cock R, Diekötter T, Dietz H, Dirksen J, Dormann C, Durka W, Frenzel M, Hamersky R, Hendrickx F, Herzog F, Klotz S, Koolstra B, Lausch A, Le Coeur D, Maelfait J P, Opdam P, Roubalova M, Schermann A, Schermann N, Schmidt T, Schweiger O, Smulders M J M, Speelmans M, Simova P, Verboom J, Van Wingerden W K R E, Zobel M, Edwards P J. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. Journal of Applied Ecology, 2008, 45(1):141-150.

[12] Flohre A, Fischer C, Aavik T, Bengtsson J, Berendse F, Bommarco R, Ceryngier P, Clement L W, Dennis C, Eggers S, Emmerson M, Geiger F, Guerrero I, Hawro V, Inchausti P, Liira J, Morales M B, Oñate J J, Pärt T, Weisser W W, Winqvist C, Thies C, Tscharntke T. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. Ecological Applications, 2011, 21(5): 1772-1781.

[13] Fournier E, Loreau M. Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. Landscape Ecology, 2001, 16(1):17-32.

[14] Aviron S, Burel F, Baudry J, Schermann N. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 108(3): 205-217.

[15] Hendrickx F, Maelfait J P, Van Wingerden W, Schweiger O, Speelmans M, Aviron S, Augenstein I, Billeter R, Bailey D, Bukacek R, Burel F, Diekötter T, Dirksen J, Herzog F, Liira J, Roubalova M, Vandomme V, Bugter R. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscape. Journal of Applied Ecology, 2007, 44(2): 340-351.

[16] Zhu Y Y, Chen H R, Fang J H, Wang Y Y, Li Y, Chen J B, Fan J X, Yang S S, Hu L P, Leung H, Mew T W, Teng P S, Wang Z H, Mundt C C. Genetic diversity and disease control in rice. Nature, 2000, 406(6797): 718-722.

[17] Zhang F S, Shen J B, Li L, Liu X. An overview of rhizosphere processes related with plant nutrition in major cropping systems in China. Plant and Soil, 2004, 260(1/2): 89-99.

[18] Li L, Tang C, Rengel Z, Zhang F S. Calcium, magnesium and microelement uptake as affected by phosphorus sources and interspecific root interactions between wheat and chickpea. Plant and Soil, 2004, 261(1/2): 29-37.

[19] Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel F G, Crist T O, Fuller R J, Sirami C, Siriwardena G M, Martin J L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecology Letters, 2011, 14(2): 101-112.

[20] Gurr G M, Wratten S D, Luna J M. Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits. Basic and Applied Ecology, 2003, 4(2):107-116.

[21] Diekötter T, Wamser S, Wolters V, Birkhofer K. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. Agriculture, ecosystems & environment, 2010, 137(1/2): 108-112.

[22] Louzada J, Lima A P, Matavelli R, Zambaldi L, Barlow J. Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. Landscape Ecology, 2010, 25(4): 631-641.

[23] Maharning A R, Mills A A S, Adl S M. Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. Applied Soil Ecology, 2009, 41(2): 137-147.

[24] De Deyn G B, Raaijmakers C E, Zoomer H R, Berg M P, de Ruiter P C, Verhoef H A, Bezemer T M,. van der Putten W H. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. Nature, 2003, 422(6933): 711-713.

[25] Heiniger C, Barot S, Ponge J F, Salmon S, Botton-Divet L, Carmignac D, Dubs F. Effect of habitat spatiotemporal structure on collembolan diversity. Pedobiologia, 2014, 57(2): 103-117.

[26] Bird S, Coulson R N, Crossley Jr D A. Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. Forest Ecology and Management, 2000, 131(1/3): 65-80.

[27] Huhta V. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. Pedobiologia, 2007, 50(6): 489-595.

[28] Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P, Mora P, Rossi J P. Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology, 2006, 42(1): S3-S15.

[29] Conzúlez G, Seastedt T R. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. Ecology, 2001, 82(4): 955-964.

[30] 刘云慧, 宇振荣, 刘云. 北京东北旺农田景观步甲群落结构的时空动态比较. 应用生态学报, 2004, 15(1): 85-90.

[31] 常虹, 张旭珠, 段美春, 宇振荣, 刘云慧. 北京密云农业景观步甲群落空间分布格局. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1545-1550.

[32] 张旭珠, 常虹, 张鑫, 段美春, 李骁, 宇振荣, 刘云慧. 农田景观步甲多样性时间格局及其与景观结构的关系. 生态学杂志, 2012, 31(12): 3127-3132.

[33] 黎健龙, 唐劲驰, 赵超艺, 唐颢, 黎秀娣, 黎华寿. 不同景观斑块结构对茶园节肢动物多样性的影响. 应用生态学报, 2013, 24(5): 1305-1312.

[34] Kleijn D, Verbeek M. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. Journal of Applied Ecology, 2000, 37(2): 256-266.

[35] Butchart S H M, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann J P W, Almond R E A, Baillie J E M, Bomhard B, Brown C, Bruno J, Carpenter K E, Carr G M, Chanson J, Chenery A M, Csirke J, Davidson N C, Dentener F, Foster M, Galli A, Galloway J N, Genovesi P, Gregory R D, Hockings M, KaposV, Lamarque J F, Leverington F, Loh J, McGeoch M A, McRae L, Minasyan A, Morcillo M H, Oldfield T E E, Pauly D, Quader S, Revenga C, Sauer J R, Skolnik B, Spear D, Stanwell-Smith D, Stuart S N, Symes A, Tierney M, Tyrrell T D, Vié J C, Watson R. Global biodiversity: Indicators of recent declines. Science, 2010, 328(5982): 1164-1168.

[36] Pereira H M, Daily G C. Modeling biodiversity dynamics in countryside landscapes. Ecology, 2006, 87(8): 1877-1885.

[37] Pimm S L, Raven P. Extinction by numbers. Nature, 2000, 403(6772): 843-845.

[38] Jenkins M, Green R E, Madden J. The challenge of measuring global change in wild nature: are things getting better or worse? Conservation Biology, 2003, 17(1): 20-23.

[39] Kerr J T, Sugar A, Packer L. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nestedness in an endangered ecosystem. Conservation Biology, 2000, 14(6): 1726-1734.

[40] Rossi J P. Extrapolation and biodiversity indicators: handle with caution! Ecological Indicators, 2011, 11(5): 1490-1491.

[41] Tang Q, Liang G F, Lu X L, Ding S Y. Effects of Corridor Networks on Plant Species Composition and Diversity in an Intensive Agriculture Landscape. Chinese Geographical Science, 2014, 24(1): 93-103.

[42] 卢训令, 梁国付, 汤茜, 丁圣彦, 李乾玺, 张晓青. 黄河下游平原农业景观中非农生境植物多样性. 生态学报, 2014, 34(4): 789-797.

[43] Pérez-Guerrero S, Gelan-Begna A, Vargas-Osuna E. Impact of *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) and *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) intraguild predation on the potential control of cotton pest *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae). Biocontrol Science and Technology, 2014, 24(2): 216-228.

[44] Nyffeler M, Sunderland K D. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2003, 95(2/3): 579-612.

[45] Whitehouse M E A, Hardwick S, Scholz B C G, Annells A J, Ward A, Grundy P R, Harden S. Evidence of a latitudinal gradient in spider diversity in Australian cotton. Austral Ecology, 2009, 34(1): 10-23.

[46] Naeem S, Wright J P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. Ecology Letters, 2003, 6(6):567-579.

[47] R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2012.

[48] 吴东辉, 张柏, 陈鹏. 长春市不同土地利用条件下大型土壤动物群落结构与组成. 动物学报, 2006, 52(2): 279-287.